PB-237 773-T

MATHEMATICAL CARTOGRAPHIC EVALUATION OF RELATIVE SULPHUR DIOXIDE VALUES IN THE SMOKE DAMAGED AREA DUEBENER HEIDE

G. Flemming

Environmental Protection Agency
Research Triangle Park North Carolina

1974

DISTRIBUTED BY:

NTIS

National Technical Information Service
U. S. DEPARTMENT OF COMMERCE

EPA Tr. 72-73

PB 237 773 -T

MATHEMATICAL CARTOGRAPHIC EVALUATION OF RELATIVE SULPHOR DIOXYDE VALUES IN THE SMOKE DAMAGED AREA DÜBENER HEIDE

12th Report
Issued by the Study Group for Research into Smoke Damage to Forests
by
G. Flemming

(1964 Applied Meteorology 5 (1/2); 44-49; 551.510.42: 634.04)
[orig. Angewandte Meteorologie]

In the Dübener Heide area, the smoke damage to the predominant tree type, Scotch fir, has taken on disastrous proportions.

SO_2 emissions, originating in the industrialized area of Central Germany, are the cause of this. Enclosed is a map giving average SO_2 values, computed over a period of several years. For the computation, the Sutton formula is used in a method according to Holland that is particularly suitable for cartographic purposes. The region's altitude differences are taken into account. The results are to be regarded as relative values. The comparison of SO_2 distribution with the map showing forest damage indicates congruence. The marginal SO_2 values corresponding to the border areas of forest damage, are also given.

For more than a century the occurrence of smoke damage to forests has been the subject of research at the Tharandt Forestry Academy (now: Faculty for Forestry at the Technical University of Dresden). During the years following the Second World War, smoke damage in many places has taken disastrous proportions. One of the major areas of smoke damage in Central Germany is the Dübener Heide, a forest area of about 75,000 hectores (187,500 acres), between the lower Mulde and central Elbe Rivers.

Translated for A.P.T.I.C. by Mundus Systems, Inc. in Washington, D. C.

Reproduced by
NATIONAL TECHNICAL
INFORMATION SERVICE
U.S. Department of Commerce
Springfield VA 22151

The predominant tree type is the Scotch fir which is very sensitive to smoke. The crest regions of the Eastern Erzgebirge mountain range and the Niederlausitz area are listed as additional smoke damaged areas. However, there are a number of other areas, especially in Thuringia and Saxony. Smoke damage manifests itself with discoloration, needle loss and corresponding reduction in new growth. The course of illness frequently ends in the tree's death. Sensitivity and duration of illness vary considerably from tree to tree. For the Dübener Heide area alone, the annual losses amount to one million DM, with only the value of the wood taken into consideration, but not the damage done to regional native culture and other damages. Primary cause of the smoke damage is SO_2 emissions originating from the industrialized area of Central Germany. It seems appropriate to use cartographic evaluation of SO_2 content as a suitable basis for remedial measures.

Measuring the SO_2 content of the air over a long period of time in a network fashion has, so far, not been possible to the extent required because of measuring and financial difficulties. Numerous formulas exist to compute or mathematically estimate the diffusions of industrial emissions. The advantage of computation as opposed to measuring are lesser personnel and expenditure requirements. In addition it enables direct comparison between different sources of emission; even if the sources overlap from the point of view of emission effects. Also, the effects of planned but not yet existing sources of emission can be estimated before putting a facility into operation. The computation of maximal concentration is particularly simple. The measuring of this value is less simple, since the location of the maximum is unknown for the time being, and would have to be determined first.

There are two aspects to estimating industrial emissions mathematically.

1. The determination of minimum chimney height. The maximal concentration of emissions (MCI), obtained from biology specialists, and the meteorological diffusion parameter determine the minimum height of chimney necessary to prevent emissions above the MCI level.

2. Cartographic evaluation of emissions. This aspect is of importance, as long as emissions are not below the MCI levels. Its purpose is the differentiation between degrees of danger at different locations. For forestry, cartographic evaluation of emissions is significant, since forests have a life span of many decades.

The best known of all diffusion formulas are that by Sutton and the simpler one by Bosanquet Pearson. The Sutton formula reads:

$$K = \frac{2 \cdot 10^6 Q}{C_y C_z u x^{2-n}} e^{-\frac{1}{x^{2-n}}\left(\frac{y^2}{C_y^2} + \frac{H^2}{C_z^2}\right)}$$

1. $K\left[mg\ m^{-3}\right]$ SO_2 Concentration close to the ground
2. $Q\left[kg\ s^{-1}\right]$ SO_2 Emission e.c.
3. $x\ [m]$ Position coordinate in direction of wind
4. $y\ [m]$ Position coordinate transverse to direction of wind
5. $C_y\left[m^{\frac{n}{2}}\right]$ Horizontal turbulence parameter
6. $C_z\left[m^{\frac{n}{2}}\right]$ Vertical turbulence parameter
7. $u\ \left[ms^{-1}\right]$ Average wind velocity
8. $H\ [m]$ Effective height of chimney
9. $n\ [-]$ Stability parameter

The factor 10^6 results from the different mass units on either side of the equation. It is essential to state that all formulas are initially valid for a constant average wind direction. The axis of the smoke trail

extends away from the chimney in the average wind direction. The point of maximal concentration is located along the axis of the smoke trail, separating the nearer field of emission from the more distant field. Transversal to the axis of the smoke trail, emission decreases gradually. For details, refer to Pasquill's comprehensive work (1962).

The difference between Sutton's formula and that by Bosanquet/Pearson lies not so much in the computed emission values, as in the values for the distance from the source of emission. By the use of the slightly simpler Bosanquet/Pearson formuls, this distance is determined as being too short, creating a somewhat inaccurate picture of the geometric proportions of smoke diffusion. It is apparent that this fact is of no great significance for the aspect of smoke diffusion calculation listed first. Thus, for the calculation of minimum chimney height, the Bosanquet/Pearson formula can be used without reservation. However, for the second aspect - the cartographic task - the use of the Bosanquet/Pearson formula is less recommended. The following statements are based on the Sutton formula:

Holland took an important step forward in the development of the distribution calulation for the purpose of cartography in 1953. Meade/Pasquill also described the procedure in 1958. The basic concept is the estimation of average concentration existing around the source of emission over long periods of time. For this every wind direction is taken into account, according to its frequency. The deduction of the appropriate correlation consists of three steps.

1. The concentration transverse to the axis of the smoke trail is integrated with the width of the smoke trail. The quantity $\int K\, dy$ is thus established. Since the width of the smoke trail amounts to an angle of only a few degrees, the coordinate transverse to the axis of the smoke trail can be interpreted

as a section of the arc of a circle around the source of emission.

2. Total and average amounts thus obtained are now divided by the width or length of the arc of a sector. The result is the average concentration within that area. The use of 16 sectors, corresponding to the 16-part wind rose is obvious. The divisor is $2\pi x/16$.

3. The average values for the sections of the circle are multiplied by the frequency of wind for the respective direction. The result can be improved by taking into account the different distribution parameters for the individual wind directions. The simplest possibility is to insert the average wind velocity for each wind direction.

$$K_{16} = \frac{16 \cdot 10^4 f Q}{\pi \bar{u} C_z x^{2-\frac{n}{2}}} e^{-\frac{H^2}{c_z x^{2-n}}}$$

1. K_{16} [mg m^{-3}] Average concentration within the sector of the circle, with a total of 16 sectors

2. f [1] Frequency of wind direction

The factor 10^4 results from the different mass units on either side of the equation and from the use of potential values instead of those ranging from zero to one. The most conspicuous difference, compared to the Sutton formula in its original form, lies in the absence of the longitudinal coordinate transverse to the wind direction and the horizontal turbulence parameter which is highly dependent upon the time-frame.

Two advantages result from this:

1. The amount of calculation is comparatively small.

2. Several chimneys of an industrial plant can be combined to form one source more easily than with the use of the Sutton formula. The spatial distribution of emission is considerably more balanced for average values (i.e. it has fewer horizontal gradations) over a longer period of time

than for short-term values. Thus, the relation between the individual chimneys with respect to location is of lesser consequence.

The difficulties in applying this formula are due to variables, n, C_2 and H. H, as we know, is not the structural height of the chimney, but the effective height which is determined by the lift factor and the speed of emission of the exhaust gases. For the study at hand, the following fixed values were established:

1. For n, the generally accepted value 0.25 was used. A survey of n values determinde by Trappenberg in 1959 for the town of Sunstorf showed no evidence of regularity with respect to wind direction. The wind directions were obtained from observations made at Münster and Gardelegen (published in the meteorological yearbooks,) with only those days being taken into account for which both stations reported essentially parallel wind directions. Wunstorf is located approximately half-way between the two stations compared.

2. The values given for C_2 by different authors vary more than for n. A comparison of the C_2 values, determined for Wunstorf in 1959 by Trappenberg, with the wind direction at the station to be compared, showed that winds coming from the North sector (NW - NE) have a C_2 that is approximately 25% higher than for the other wind directions. Differences existing between the East and West sectors are to be regarded as not yet sufficiently established. For wind from the North sector, $C_2 = 0.1 m^{\frac{n}{2}}$ was determined. For all other winds, $C_2 = 0.075 m^{\frac{n}{2}}$. With conditions otherwise being the same, the higher C_2 values for North winds effect a reduction in the maximum concentration's distance from the source. Additionally, it leads to an increase for the nearer section and a decrease for the distant section in the computed concentration.

3. With respect to determining the effective height of the chimney, H, the situation is still very unsatisfactory, according to Pasquill (1962). This becomes all the more important as H^2 enters into the formula. Numerous formulas to determine H provide widely-spread values, making the preference of one or the other formulas rather arbitrary. Stumke did a comparison of various formulas (1961). According to his comparison, the best formula is that by Holland (1953), only when used with a correction factor of 2.92 deduced by Stumke. The Holland formula is valid for normal atmospheric layer conditions. Deviations are considered by using correction factors. For this study the Holland formula was used with the correction factor being reduced by 25%. This corresponds to the slightly stabilized layers of the atmosphere at average conditions.

If one allows the effective height of the chimney to vary, dependent upon the altitude of the terrain, the Holland (1953) and Meade/Pasquill (1958) methods can be improved. For every location in question, the difference in height compared to the base of the chimney is determined. This difference is added or subtracted from the effective chimney height. The result obtained is a more accurate effective chimney height. For this study, computations were initially done with the simple effective chimney height and subsequently a correction factor was used.

If H_0 is the simple effective chimney height and H the orographically improved value with

$$C = \frac{H}{H} \quad \begin{matrix} c\ l & \text{Altitude of location above base of chimney} \\ c\ l & \text{Altitude of location below base of chimney,} \end{matrix}$$

one obtains

$$\frac{e^{-\frac{c^2 H_0^2}{C_z^2 x^{2-n}}}}{e^{-\frac{H_0^2}{C_z^2 x^{2-n}}}} = e^{-\frac{(1 - c^2) H_0^2}{C_z^2 x^{2-n}}}$$

for the relationship between the concentration computed by taking orography into account and that which was done without it.

Accordingly, the correction factor is dependent upon the turbulence parameter and the distance. For example, H_0 = 160m is assumed. The altitude above sea level of a location in question, at a distance of 7 km, is 20 m higher than that of the base of the chimney. The correction factor for winds coming from the North sector is 112%. Thus, the emission initially computed has to be increased by 12%. For winds coming from other directions, a correction factor of as much as 122% is obtained. If the altitude above sea level of the location in question is 20 m lower than that of the chimney base, the correction factors at a distance of 7 km are 88% for north winds and 80% for the other wind directions. In the immediate vicinity of the chimney base, emissions are vary strongly affected by altitude differences of a few meters. With increasing distance, the correction factor approaches 100%, even when altitude differences are considerable. This corresponds to the structure of an exponential function, which defines the correction factor. The maximum concentration's distance from the chimney changes. The simple method of correction described, allows for only rough consideration of the terrain. It is valid solely in the case of slight altitude differences. A further step would be to determine the different correction factors for the windward and leeward slopes. However, basic findings are insufficient, so far. Presumably, windward slopes can be expected to have higher values than leeward slopes, with conditions being the same otherwise. Pooler (1962) concluded this. In this context, reference is made to a paper by Lawrence (1962) on the conditions of concentration in hilly terrain with altitude differences of about 200 m.

The fact that for trees in forests, the concentration at the top is effective, and not that at the ground, was considered in a manner similar to that used for altitude. An average tree size of 20 m was assumed. The effective height of the chimney was reduced by 20 m, that factor being valid for established trees. The same problem occurs in the reduction of the tree top level of SO_2 measurements taken near the ground. A charting of this effect would be desirable. However, for that purpose the quantity C_2 would have to be better known.

Emission data were for the better part, obtained through the Institute of Botanical Chemistry of the Tharandt Faculty for Forestry. As far as possible, the most recent emission data were taken into account. Included in the computation were the emission centers of Bitterfeld, Wolfen, Zschornewitz, Vockerode, Dessau, Muldenstein and Eilenburg. The influence of some additional emission centers was summarily considered. The individual chimney of each factory or complex, respectively, was comprised into one, whose effective height was determined by taking the quantitative share of each into account. Computations for each source were made at 160 locations. This figure is determined by the product of 16 wind directions and 10 distances (2, 3, 4, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 50 km). The altitudes above sea level of the locations in question were taken from maps with the scale of 1:25,000 and 1:100,000. For wind frequency and velocity for Leipzig, the data by Pleiss (1951) were used. The wind frequency calm was added to the wind directions as a share which corresponds to the frequency of velocity, since wind calm can hardly exist with the comparatively high chimneys.

The resulting concentrations were marked on paper with polar coordinates and, subsequently, added graphically, taking into consideration the position

The higher the share of days with snow, the closer the same information is approximated. In an analogous way, the computation of SO_2 values can refer to all days if the area under consideration is not too often free of SO_2, which is surely the case in the industrialized area of Central Germany. According to various authors, the distribution of SO_2 values is distorted to the left most of the time; i.e. positive deviations from the average are greater but more unusual than negative ones.

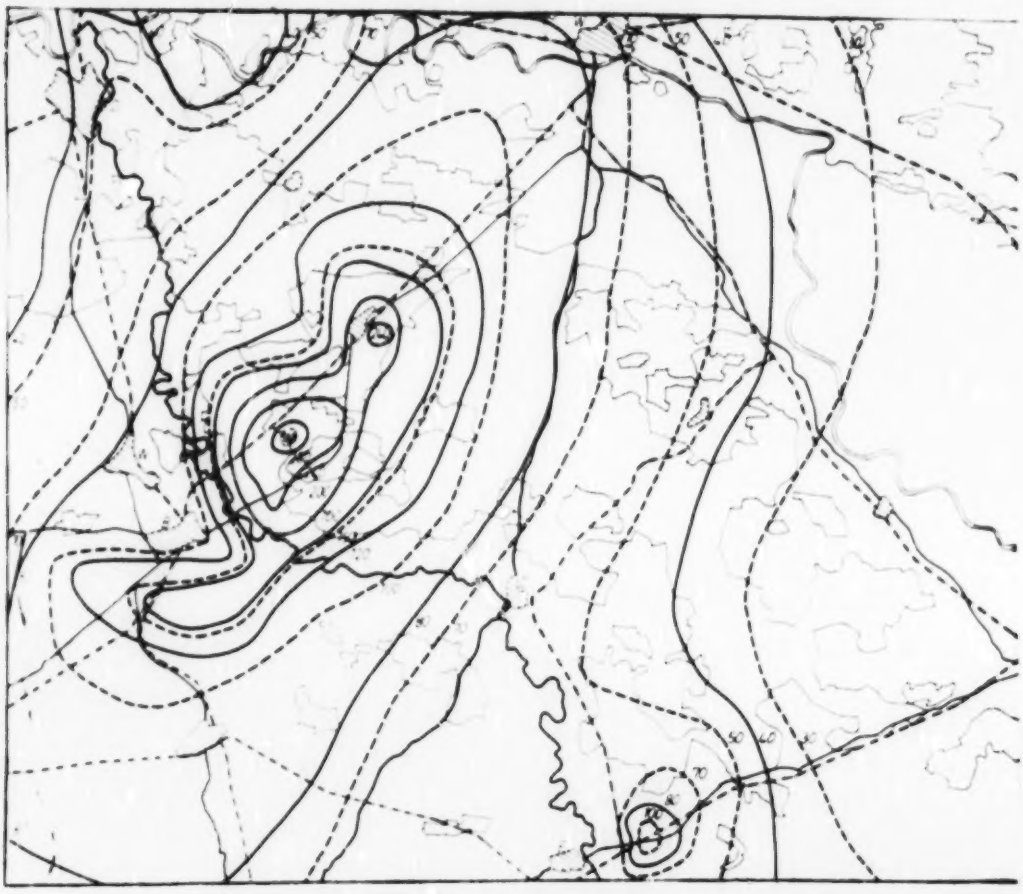

Abb. 1. Errechnete mehrjährige SO_2-Mittelwerte [$\mu g\ m^{-3}$] (Relativwerte)
B – Bitterfeld, W – Wolfen, D – Dessau bzw. Bad Düben, W – Wittenberg, E – Eilenburg

Ill. Computed SO_2 average values [$g\ m^{-3}$] (relative values)

B - Bitterfeld, W - Wolfen, D - Dessau/Bad Duben, W - Wittenberg, E - Eilenburg

Independent of the computations submitted here, the Tharandt Forestry Faculty made cartographic evaluations of the damage to forests in the Dubener Heide area. They were combined with measurements of the air's total sulphor content, taken with the Liesegang procedure. Five damage zones are differentiated. The result of this cartographic evaluation has, so far, not been published. A comparison shows a relatively exact congruence of the map with the mathematically estimated emission. The following chart shows the correlation between damage areas and SO_2 values:

Areas of Damage	Number of Healthy Trees [%]	Approximate Relative Emission Value [mg m^{-3}]
heaviest damage	below 14	above 0.15
very heavy "	14 - 25	0.10 - 0.15
heavy "	26 - 50	0.07 - 0.10
moderate "	51 - 75	0.05 - 0.07
light "	76 - 100	0.03 - 0.05

The value levels listed in the third column are shown in the illustration as dotted lines. It is pointed out that the share of healthy trees in the center column represents a slightly simplified damage reference figure. The Institute of Botanical Science determined a number of additional quantitative damage characteristics. Because the periods of time without SO_2 were incorporated in the computation of a mean, those SO_2 values causing damage are below the thresholds of sensitivity that are damaging if the exposure is constant. It amounts to about).25 mg m^{-3} for sensitive plants. A detailed discussion is not considered here, since the relationships between long - term slight SO_2 emissions and damage to coniferes are, so far, not known well enough. It is stressed, however, that the variability

of SO_2 marginal values increases with diminishing damage.

An absolute agreement of cartographic evaluations cannot be expected. First, along with SO_2, other poisonous gases and dust determine damage. Secondly, the computation contains many simplifications. Local climatic characteristics are not taken into consideration; neither are the history of emission sources, whose effects may have veried in intensity and duration. The damage picture is to be taken as a summary effect, covering a period of time of many years or decades. Also not taken into consideration are chemical transformations of SO_2 that take place gradually. Thirdly, the picture of damage is influenced by biological influences, so that a true spread of SO_2 marginal values continue to exist, primarily, for the lower degrees of damage. As an example, the differing degrees of aperture in plants, which is dependent on the water content, is cited. According to Hartel (1960) the share of north and northeast winds increases when this fact is taken into consideration. For other wind directions the share decreases. Forest damage caused by climatic factors (next to draught, frost damage in particular) continues to be connected with smoke damage. Large uninterrupted stretches of forest are better protected against smoke damage than isolated smaller groves or the edges of forests. For an individual case, the respective cause cannot be determined. For instance, lower SO_2 values go with the same damage picture in the Eilenburg area than the northern section of the Dubener Heide. On the whole, the congruence can be regarded as quite satisfactory.

I want to thank the Institute of Botanical Chemistry at the Tharandt Forestry Faculty; particularly, Mr. Lux, Certified Forestry Engineer, for kindly making emission data available and for providing valuable advice.

Supplement made at time of proofing:

While this study was being processed for printing, an improved formula by Stumke (1963) for the determination of the effective chimney height was found (Staub 23,549). Hauser (1964) designed an appropriate nomogram (Staub 23,549). The Stumke formula furnished somewhat more balanced values than the Holland formula. According to Holland, slight increases are enlarged and large ones are diminished. For emission sources in the Dubener Heide the Stumke formula produces effective chimney heights that are, in part, higher and, in part, lower. Changes in the cartographic emission picture, resulting from this, cannot be estimated with certainty, but can, generally, be expected to remain below 0.005 to 0.010 mg m^{-3}. The cartographic evaluation of damage will soon be published by Lux (Scientific Newspaper, Technical University, Dresden).

BIBLIOGRAPHY:

Hartel, O., "Evaluation of wind direction registration for smoke damage investigation." Weather and Life 12 (1960), 1 - 5.

Holland, J. Z., "A meteorological survey of the Oak Ridge Area." AEC-Rep. Oro-99. Atomic Energy Commission, Washington (quotes Strom 1962 and Stumke 1961) (1953).

Lawrence, E. N., "Atmospheric pollution (sulphor dioxyde) in hilly terrain." Air Water Poll. 6 (1962), 5 - 26.

Meade, P. J. and F. Pasquill, "A study of the average distribution of pollution around Staythorpe." Int. J. Air Poll. 1 (1958), 60 - 70.

Pleiss, H., "The wind conditions in Saxony." Paper, Meteorological Service DDR, No. 6 (1951).

Pooler, F., "A prediction model of mean urban pollution for use with standard wind roses." Int. J. Air Water Poll. 4 (1961), 199 - 211.

Strom, H. G., "Atmospheric Dispersion of stack effluents in:" Stern, A. (Publisher) Air Poll. Vol. I, New York and London: Academic Press (1962), 656 S.

Stumke, H., "The computation of heights reached by smoke trails." VDI-research booklet 483 (1961), 38 - 40.

Trappenberg, R., "A contribution to the wind conditions prevailing in the first 100 m of the atmosphere." Report, German Weather Service VIII (1959), No. 57.

Author's address: Dr. Gunther Flemming, Institut fur Forstliche Meteorologie und Klimakunde der Fakultat fur Forstwirtschaft Tharandt der TU Dresden, Dippoldiswalder Str. 9

331050

TR. 72

Sonderdruck aus

Zeitschrift für
Angewandte Meteorologie

Band 5, Heft 1–2, 1964 p. 44-47

AKADEMIE-VERLAG · BERLIN

551.510.42:631.9.4

Rechnerische Kartierung von Schwefeldioxyd-Relativwerten im Rauchschadengebiet Dübener Heide

12. Mitteilung der Arbeitsgemeinschaft Forstliche Rauchschadenforschung Tharandt

Von G. Flemming

Mit 1 Abbildung

In der Dübener Heide, wo die Rauchschäden an der Hauptholzart Kiefer katastrophale Ausmaße angenommen, Ursache hierfür sind die SO_2-Emissionen des mitteldeutschen Industriegebietes, wird eine Karte mit errechneten mehrjährigen SO_2-Mittelwerten vorgelegt. Zur Berechnung diente die *Sutton*sche Formel in einer für Kartierungszwecke besonders geeigneten Form nach *Holland*. Die Höhenunterschiede im Gelände werden berücksichtigt. Die erhaltenen Ergebnisse sind als Relativwerte zu betrachten. Ein Vergleich der errechneten SO_2-Verteilung mit der Karte des forstlichen Schadbildes ergibt eine gute Übereinstimmung. Es werden die SO_2-Schwellenwerte angegeben, die den Grenzen der forstlichen Schadzonen entsprechen.

Das Auftreten von Rauchschäden an Waldbeständen ist seit mehr als einem Jahrhundert Forschungsgegenstand der Tharandter Forstlichen Hochschule (jetzt Fakultät für Forstwirtschaft der TU Dresden). In den Jahren nach dem zweiten Weltkrieg haben Rauchschäden vielerorts katastrophenartiges Ausmaß erreicht. Zu den wichtigsten Immissionsgebieten in Mitteldeutschland gehört die Dübener Heide, ein 75000 ha großes Waldgebiet zwischen der unteren Mulde und der mittleren Elbe. Vorherrschende Holzart ist die sehr rauchempfindliche Kiefer. An weiteren Rauchschadengebieten seien vor allem die Kammlagen des Osterzgebirges und die Niederlausitz genannt, jedoch gibt es noch eine Reihe anderer Gebiete, insbesondere in Thüringen und Sachsen. Die Rauchschäden äußern sich in Nadelverfärbungen und -verlusten mit entsprechenden Zuwachsminderungen. Die Krankheitsentwicklung endet häufig mit dem Tod des Baumes. Die Empfindlichkeit und die Krankheitsdauer ist von Baum zu Baum recht verschieden. Allein in der Dübener Heide beträgt der jährliche Wertverlust etwa 4 Mill. DM, wobei nur der Holzwert, aber nicht die landeskulturellen und sonstigen Schäden berücksichtigt sind. Die Hauptursache für die Rauchschäden sind die SO_2-Emissionen des mitteldeutschen Industriegebietes. Es ist einleuchtend, daß eine Kartierung des SO_2-Gehalts als Grundlage von Abhilfemaßnahmen zweckmäßig ist.

Langfristige notwendige Messungen des SO_2-Gehaltes der Luft sind im erforderlichen Umfang wegen der meßtechnischen und finanziellen Schwierigkeiten bis heute noch nicht möglich. Zur Berechnung bzw. rechnerischen Abschätzung der Ausbreitung von Industrieemissionen existieren zahlreiche Formeln. Die Vorteile der Berechnung im Vergleich zur Messung liegen in geringen Personal- und Kostenaufwand sowie in der unmittelbar gegebenen Vergleichbarkeit verschiedener Emissionsquellen, auch wenn diese sich in der Immissionswirkung überlagern. Ebenso können geplante, also noch gar nicht vorhandene Emissionsquellen in ihrer Wirkung schon vor Inbetriebnahme abgeschätzt werden. Besonders einfach ist die Berechnung der maximalen Konzentration. Die Messung dieser Größe ist weniger einfach, weil der Ort des Maximums zunächst unbekannt ist und selbst erst bestimmt werden müßte.

Die rechnerische Abschätzung von Industrieimmissionen hat zwei Aspekte:

1. Die Bestimmung der Schornsteinmindesthöhe. Aus der von den biologischen Fachrichtungen angegebenen Maximalen Immissionskonzentration (MIK) wird über die meteorologischen Ausbreitungsparameter die Mindesthöhe des Schornsteins bestimmt, die zur Vermeidung von Immissionen über dem MIK-Wert erforderlich ist.
2. Die Kartierung der Immissionen. Dieser Aspekt ist von Wichtigkeit, solange die Immissionen nicht unter den MIK-Werten liegen. Hier ist die Unterscheidung von Gefährdungsgraden der einzelnen Standorte. Besondere Bedeutung erhält die Immissionskartierung in der Forstwirtschaft, weil Waldbestände eine Lebensdauer von meist vielen Jahrzehnten haben.

Am bekanntesten von allen Ausbreitungsformeln ist die *Sutton*sche geworden, daneben auch die einfachere von *Bosanquet Pearson*. Die *Sutton*sche Formel lautet

$$K = \frac{2 \cdot 10^6 \, Q}{C_y C_z u x^{2-n}} \cdot e^{-\frac{1}{x^{2-n}} \left(\frac{y^2}{C_y^2} + \frac{H^2}{C_z^2} \right)}.$$

K	[mg m^{-3}]	SO_2-Konzentration in Bodennähe
Q	[kg s^{-1}]	SO_2-Emission
x	[m]	Lage-Koordinate in Windrichtung
y	[m]	Lage-Koordinate quer zur Windrichtung
C_y	$\left[\mathrm{m}^{\frac{n}{2}}\right]$	horizontaler Turbulenzparameter
C_z	$\left[\mathrm{m}^{\frac{n}{2}}\right]$	vertikaler Turbulenzparameter
u	[m s^{-1}]	mittlere Windgeschwindigkeit
H	[m]	effektive Schornsteinhöhe
n	[–]	Stabilitätsparameter

Der Faktor 10^6 erklärt sich aus der verschiedenen Masseneinheit auf beiden Seiten der Gleichung. Wesentlich ist die Feststellung, daß alle Formeln zunächst nur eine konstante mittlere Windrichtung gelten. Die Rauchfahnenachse erstreckt sich vom Schornstein aus in der mittleren Windrichtung. Der Punkt der maximalen Konzentration liegt in der Rauchfahnenachse, er trennt den Nahbereich vom Fernbereich in der Immission. Quer zur Rauchfahnenachse nimmt die Immission allmählich ab. Bezüglich der Einzelheiten sei z. B. auf das umfassende Werk von *Pasquill* 1962 verwiesen.

Der Unterschied zwischen der Formel von *Sutton* und derjenigen von *Bosanquet Pearson* liegt weniger in den errechneten Immissionswerten selbst begründet, als vielmehr in den Werten für die Entfernung bestimmter Immissionswerte von der Emissionsquelle. Diese Entfernung wird mit der etwas einfacheren Formel von *Bosanquet Pearson* als zu gering ermittelt. Damit entsteht aber die geometrischen Verhältnisse der Rauchausbreitung ein nicht ganz zutreffendes Bild. Es ist leicht einzusehen, daß diese Tatsache bei dem erfaßten Aspekt der Rauchausbreitungsrechnung nicht sehr ins Gewicht fällt. Für die Bestimmung von Schornsteinmindesthöhen kann die Formel von *Bosanquet Pearson* also ohne Bedenken verwendet werden. Bei dem zweiten Aspekt der Kartierungsaufgabe, ist dagegen die Verwendung der Formel von *Bosanquet Pearson* weniger zu empfehlen. Die folgenden Ausführungen basieren auf der Formel von *Sutton*.

Eine wichtige Weiterentwicklung der Ausbreitungsrechnung für Kartierungszwecke geschah durch *Hilliard* 1953. Das Verfahren wird auch von *Meade Pasquill* 1958 beschrieben. Grundgedanke ist die Abschätzung mittlerer Konzentrationen für lange Zeiträume rings um die Emissionsquelle, wobei alle Windrichtungen entsprechend ihrer Häufigkeit einbezogen werden. Die Ableitung der entsprechenden Beziehung besteht in drei Schritten:

1. Die Konzentration quer zur Rauchfahnenachse wird über die Rauchfahnenbreite integriert. Es wird also die Größe $\int K \, dy$ gebildet. Da die Rauchfahnenbreite nur wenige Winkelgrade beträgt, kann die Koordinate quer zur Rauchfahnenachse auch als Kreisbogenstück um die Emissionsquelle aufgefaßt werden.
2. Die so erhaltenen Summen- bzw. Mittelwerte werden nun durch die Breite bzw. Bogenlänge eines Kreissektors dividiert, dessen mittlere Konzentration sich auf diese Weise ergibt. Die Verwendung von 16 Kreissektoren – entsprechend der 16teiligen Windrose – ist naheliegend, der Divisor lautet $2x \cdot 16$.
3. Die Mittelwerte für die Kreissektoren werden mit der Windhäufigkeit für die betreffende Richtung multipliziert. Dabei kann das Ergebnis durch Berücksichtigung unterschiedlicher Ausbreitungsparameter für die einzelnen Windrichtungen noch verfeinert werden. Als einfachste Möglichkeit werden die mittleren Windgeschwindigkeiten für jede Windrichtung eingesetzt.

Die Endformel hat folgende Gestalt:

$$K_m = \frac{16 \cdot 10^6 f Q}{\pi \sqrt{n} \cdot C_z x^{1-\frac{n}{2}}} \cdot e^{-\frac{H^2}{C_z^2 x^{2-n}}}$$

K_m	[µg m^{-3}]	mittlere Konzentration im Kreissektor bei insgesamt 16 Kreissektoren
f	[%]	Windrichtungshäufigkeit

Der Faktor 10^6 erklärt sich aus der unterschiedlichen Masseneinheit auf beiden Seiten der Gleichung und aus der Verwendung von prozentualen f-Werten an Stelle der zwischen 0 und 1 gelegenen. Der auf-

fälligste Unterschied im Vergleich zur *Sutton*schen Formel in der ursprünglichen Gestalt besteht im Fehlen der Längenkoordinate quer zur Windrichtung und des stark bezugszeitraumabhängigen horizontalen Turbulenzparameters.

Daraus ergeben sich zwei Vorteile:

1. Der Rechenaufwand ist verhältnismäßig gering.
2. Mehrere Schornsteine eines Industriewerkes können leichter zu einer Quelle zusammengefaßt werden als bei der Verwendung der einfachen *Sutton*schen Formel. Die räumliche Verteilung der Immissionen ist für die Mittelwerte über längere Zeiträume wesentlich ausgeglichener (d. h., sie besitzt geringere Horizontalgradienten) als für Kurzzeitwerte, die Lageabweichungen der Einzelschornsteine zueinander fallen also weniger ins Gewicht.

Die Schwierigkeiten bei der Anwendung dieser Formel liegen in der Unsicherheit von n, C_z und H. H ist bekanntlich nicht die Bauhöhe des Schornsteins, sondern die effektive Höhe, die sich aus dem Auftrieb und der Ausströmgeschwindigkeit der Abgase ergibt. In der vorliegenden Arbeit wurden folgende Festsetzungen getroffen:

1. Für n wurde der wohl ziemlich allgemein übliche Wert 0,25 verwendet. Eine Auszählung der für Wunstorf von *Trappenberg* 1958 ermittelten σ-Werte nach der Windrichtung lieferte keine klare Gesetzmäßigkeit. Die Windrichtung wurde aus den (in den meteorologischen Jahrbüchern veröffentlichten) Beobachtungen von Münster und Cardiegen entnommen, wobei nur Tage berücksichtigt wurden, an denen beide Stationen in wesentlichen parallellaufende Windrichtungen besaßen. Wunstorf liegt etwa in der Mitte zwischen den beiden Vergleichsstationen.
2. Für C_z schwanken die Angaben der einzelnen Autoren noch mehr als für n. Eine Gegenüberstellung der von *Trappenberg* 1959 für Wunstorf ermittelten C_z-Werte mit der Windrichtung an den Vergleichsstationen ergab, daß Winde aus dem Nordsektor (NW–NE) ein etwa 25% höheres C_z aufwiesen als die anderen Windrichtungen. Unterschiede zwischen Ost- und Westsektor sind vorläufig als zu wenig fundiert anzusehen. Festgesetzt wurde für Winde aus dem Nordsektor $C_z = 0{,}1\ \mathrm{m}^{\frac{n}{2}}$, für alle übrigen Winde $C_z = 0{,}075\ \mathrm{m}^{\frac{n}{2}}$. Die höheren C_z-Werte des nördlichen Winde bewirken bei sonst gleichen Verhältnissen eine Verringerung des Abstandes der Maximalkonzentration von der Quelle, außerdem für den Nahbereich ein Ansteigen, für den Fernbereich ein Absinken der berechneten Konzentration.
3. In bezug auf die Bestimmung der effektiven Schornsteinhöhe H ist die Situation nach *Pasquill* 1962 immer noch sehr unbefriedigend. Das fällt um so mehr ins Gewicht, als H im Quadrat in die Formel eingeht. Die zahlreichen Bestimmungsformeln liefern für H stark streuende Werte, so daß die Bevorzugung der einen oder anderen Formel ziemlich willkürlich ist. Einen Vergleich verschiedener Formeln stellte *Stöcke* 1961 an. Danach ist die beste Formel diejenige von *Holland* 1953, allerdings nur in Verbindung mit einem von *Stöcke* abgeleiteten Korrekturfaktor von 2,92. Die *Holland*sche Formel gilt für neutrale Schichtung. Abweichungen davon sind durch Korrekturfaktoren zu berücksichtigen. In der vorliegenden Studie wurde die *Holland*sche Formel verwendet, wobei der Korrekturfaktor um 25% vermindert wurde. Dies entspricht der im Mittel gegebenen leicht stabilen Schichtung der Atmosphäre.

Eine Verbesserungsmöglichkeit des Verfahrens von *Holland* 1953 bzw. *Meade Pasquill* 1958 ergibt sich, wenn man die effektive Schornsteinhöhe in Abhängigkeit von der Geländehöhe variieren läßt. Für jeden betrachteten Geländepunkt ermittelt man die Höhendifferenz gegenüber dem Schornsteinfußpunkt. Diese Differenz addiert bzw. subtrahiert man von der effektiven Schornsteinhöhe und bekommt so eine verbesserte effektive Schornsteinhöhe. In der vorliegenden Studie wurde zunächst mit der einfachen effektiven Schornsteinhöhe gerechnet und anschließend ein Korrekturfaktor angebracht.

Sei H_0 die einfache effektive Schornsteinhöhe und H der orographisch verbesserte Wert mit

$$c = \begin{cases} H & c \leq 1 \text{ Geländehöhe über dem Schornsteinfußpunkt} \\ H_0 & c \geq 1 \text{ Geländehöhe unter dem Schornsteinfußpunkt,} \end{cases}$$

so erhält man für das Verhältnis der errechneten Konzentration mit Berücksichtigung der Orographie zu derjenigen ohne Berücksichtigung der Orographie

$$e^{\frac{c^2 H_0^2}{C_z^2 x^{2-n}}} \cdot e^{\frac{(1-c^2) H_0^2}{C_z^2 x^{2-n}}} \Big/ e^{\frac{H_0^2}{C_z^2 x^{2-n}}}.$$

Der Korrekturfaktor hängt demnach auch vom Turbulenzparameter und der Entfernung ab. Als Beispiel sei $H_0 = 100$ m angenommen. Die Scholbe eines betrachteten Punktes in 7 km Entfernung sei

20 m größer als die des Schornsteinfußpunktes. Dann ergibt sich bei Winden, die aus dem Nordsektor kommen, ein Korrekturfaktor von 112%. Die zunächst berechnete Immission ist also um 12% zu erhöhen. Bei Winden aus anderen Richtungen erhält man sogar 122%. Ist die Scheitelhöhe des betrachteten Punktes 20 m geringer als die des Schornsteinfußpunktes, ergeben sich in 7 km Abstand Korrekturfaktoren von 58% für nördliche Winde, von 80% für die anderen Windrichtungen. In unmittelbarer Nähe des Schornsteinfußpunktes wirken sich Geländehöhendifferenzen von wenigen Metern schon sehr stark auf die Immission aus. Bei zunehmender Entfernung nähert sich der Korrekturfaktor auch bei großen Höhendifferenzen immer mehr dem 100%-Wert. Dies entspricht dem Bau der Exponentialfunktion, der der Korrekturfaktor folgt. Auch die Entfernung der maximalen Konzentration vom Schornstein ändert sich. Mit der beschriebenen einfachen Korrekturmethode ist nur eine rohe Berücksichtigung des Geländes möglich, sie ist lediglich bei geringen Höhendifferenzen zulässig. Ein weiterer Schritt wäre die Ermittlung von unterschiedlichen Korrekturfaktoren für Luv- und Leehänge. Dazu sind aber noch keine ausreichenden Grundlagen vorhanden. Vermutlich ist an Luvhängen mit höheren Werten zu rechnen als unter sonst gleichen Bedingungen an Leehängen. Dies fand z. B. *Pooler* 1962. An dieser Stelle sei auch auf eine Arbeit von *Lorenzen* 1962 über die Konzentrationsverhältnisse in ebenem Gelände mit Höhendifferenzen von etwa 200 m verwiesen.

In ähnlicher Weise wie die Geländehöhe ist noch der Umstand berücksichtigt worden, daß für die Waldbäume nicht die Konzentration am Erdboden, sondern diejenige in Kronenhöhe wirksam ist. Es wurde eine mittlere Bestandshöhe von 20 m angenommen, d. h. die effektive Schornsteinhöhe allgemein um 20 m erniedrigt. Der Wert von 20 m gilt für Altholzer. Das gleiche Problem tritt bei der Reduktion in Bodennähe durchgeführter SO_2-Messungen auf die Kronenhöhe auf. Eine Tabellierung dieses Effekts wäre erwünscht, jedoch müßte dazu die Größe C_z noch besser bekannt sein.

Die Emissionsunterlagen wurden zum großten Teil vom Institut für Pflanzenchemie der Fakultät für Forstwirtschaft Tharandt zur Verfügung gestellt. Es wurde nach Möglichkeit der neueste Stand der Emissionsangaben berücksichtigt. In die Berechnung einbezogen wurden die Emissionszentren Bitterfeld, Wolfen, Zschornewitz, Vockerode, Dessau, Muldenstein und Eilenburg. Der Einfluß einiger weiterer Emissionszentren wurde summarisch berücksichtigt. Die Einzelschornsteine eines jeden Werkes bzw. Komplexes wurden zu einem einzigen zusammengefaßt, dessen effektive Höhe unter Berücksichtigung des mengenmäßigen Anteils der Einzelschornsteine bestimmt wurde. Für jede Quelle wurde die Immission an 160 Punkten berechnet. Diese Zahl ergibt sich als Produkt aus den 16 Windrichtungen und 10 Entfernungen (2, 3, 4, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 50 km). Die Scheitelhöhen der betrachteten Punkte wurden aus Karten 1 : 25000 und 1 : 100000 entnommen. Für Windhäufigkeit und Windgeschwindigkeit wurden die Angaben von *Peters* 1951 für Leipzig verwendet. Die Häufigkeit der Windstille wurde den Windrichtungen in einem der Häufigkeit der letzteren entsprechenden Anteil zugefügt, weil für die verhältnismäßig großen Schornsteinhöhen kaum noch mit Windstille zu rechnen ist.

Die resultierenden Konzentrationen wurden auf Polarkoordinatenpapier gezeichnet und anschließend paarweise graphisch addiert, natürlich unter Berücksichtigung der Lage der Emissionszentren zueinander. Die — hier nicht wiedergegebenen — Immissionsfelder der einzelnen Quellen sind recht unterschiedlich. So ist z. B. das Immissionsfeld des Kraftwerks Vockerode infolge der hohen effektiven Schornsteinhöhe sehr weiträumig, hat aber ein Maximum von nur 0,04 mg m^{-3}. Das Immissionsfeld des Zelluloidwerks Eilenburg ist auf Grund ziemlich geringer Schornsteinhöhen wesentlich kleinräumiger, hat aber ein Maximum von 0,10 mg m^{-3}. Der vorgesehene Schornsteinneubau wird hier zu einer Verbesserung der Immissionssituation führen. Am weitaus stärksten ist der Einfluß des Kraftwerks Zschornewitz. Das sehr weiträumige Immissionsfeld dieses Emittenten hat im mehrjährigen Mittel ein Maximum von 0,14 mg m^{-3}. Abluftemissionen sind hier besonders dringlich. Von der Wiedergabe der einzelnen Immissionsfelder wird hier abgesehen, selbstverständlich stehen sie Interessenten gern zur Verfügung.

Das Ergebnis ist im Bild dargestellt. Es muß betont werden, daß die angegebenen Bezifferungen der Linien gleichen SO_2-Gehalts — gewählt wurde ein Linienabstand von 0,04 mg m^{-3} — keine Absolutwerte darstellen. Dazu sind die in die Berechnung eingegangenen Annahmen zu unsicher. Es handelt sich vielmehr um Relativwerte. Darüber hinaus ist im Bereich der Ortschaften mit größeren Abweichungen vom dargestellten Bild zu rechnen, weil unmöglich alle lokalen Quellen erfaßt werden können. Der Schwerpunkt der SO_2-Verteilung liegt 5 km südlich des Kraftwerks Zschornewitz in der Nähe von Bergwitz. Deutlich hebt sich der Einflußbereich des Zelluloidwerkes Eilenburg ab. Auf den ersten Blick mögen die Werte vielleicht niedrig erscheinen. Die durchgeführte Mittelwertbildung bezieht auch die SO_2-freien Zeiträume ein. Eine ähnliche Problematik besteht bei der Berechnung mittlerer Schneedeckenhöhen. Bezieht man auf die Zahl der Tage mit Schneedecke, so ergeben sich höhere Mittelwerte als bei Bezug auf alle Tage. Der ersteren Möglichkeit ist zwar in vieler Hinsicht der Vorrang zu geben, jedoch bringt die zweite Möglichkeit um so eher die gleiche Information, je höher der Anteil der Schneedeckentage ist. Analog kann bei der Berechnung von SO_2-Mittelwerten auf alle Tage bezogen werden, wenn das betrachtete Gebiet nicht zu oft SO_2-frei ist, was im mitteldeutschen Industriegebiet sicher zutrifft. Die Verteilung der SO_2-Werte ist nach den Angaben verschiedener Autoren meist linkssteil, d. h., positive Abweichungen vom Mittel erreichen größere Beträge und sind dafür seltener als die negativen Abweichungen.

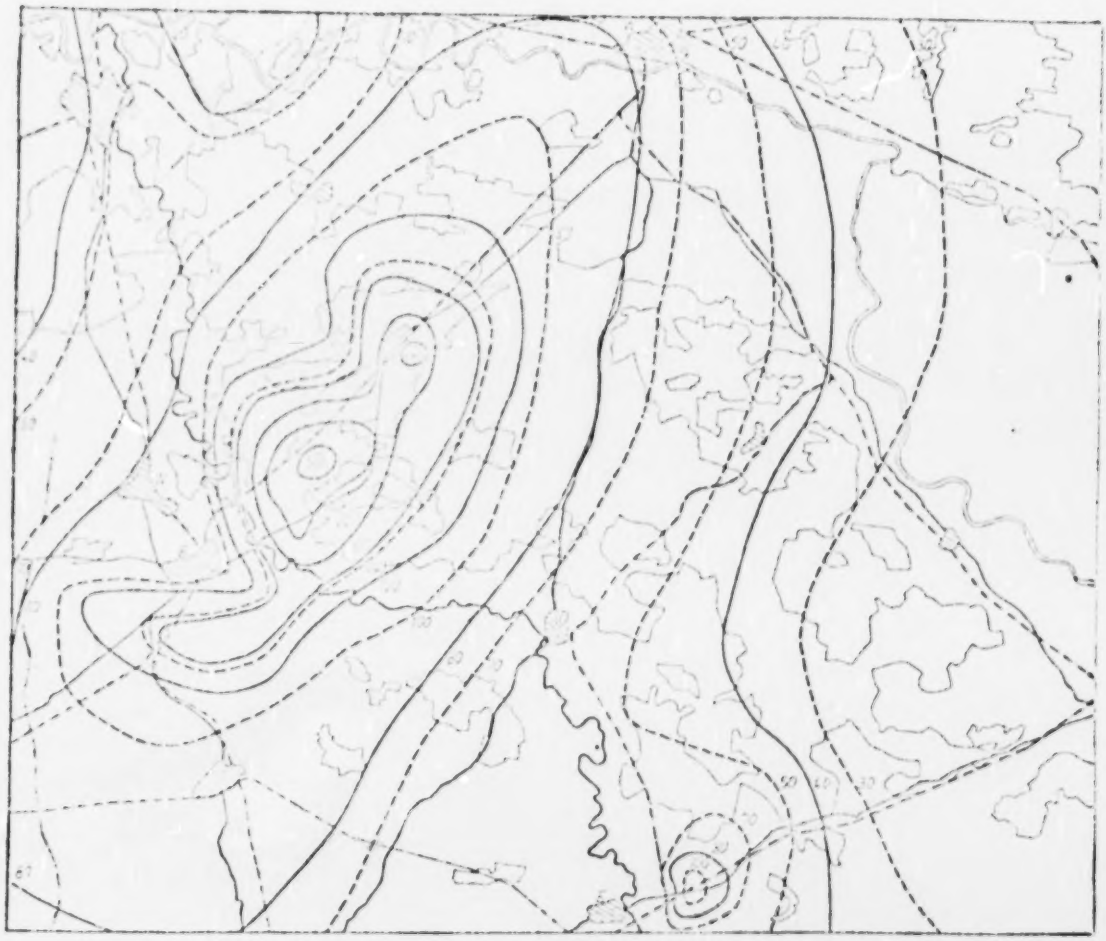

Abb. 1. Errechnete mehrjährige SO_2-Mittelwerte [$\mu g\ m^{-3}$] (Relativwerte)
B – Bitterfeld, W – Wolfen, D – Dessau bzw. Bad Düben, W – Wittenberg, E – Eilenburg

Unabhängig von den hier vorgelegten Rechnungen wurden vom Institut für Pflanzenchemie der Fakultät für Forstwirtschaft Tharandt Kartierungen des Schadensbildes an den Waldbeständen der Dübener Heide vorgenommen, verbunden mit einigen Messungen des Gesamtschwefelgehalts der Luft mit Hilfe des *Liesegang*-Verfahrens. Dabei wurden fünf Schadzonen unterschieden. Das Ergebnis dieser Kartierung ist bisher noch nicht veröffentlicht. Ein Vergleich ergibt eine verhältnismäßig gute Übereinstimmung mit der Karte der rechnerisch abgeschätzten Immissionen. Die nachfolgende Tabelle läßt die Zuordnung der Schadzonen zu den SO_2-Werten erkennen.

Schadzonen	Zahl der gesunden Bäume [%]	Ungefährer Immissionsrelativwert [mg m^{-3}]
starkstgeschädigt	unter 14	über 0,15
sehr stark geschädigt	14–25	0,10–0,15
stark geschädigt	26–50	0,07–0,10
mäßig geschädigt	51–75	0,05–0,07
wenig geschädigt	76–100	0,03–0,05

Die durch die Spalte 3 gegebenen Stufenwerte sind im Bild gestrichelt wiedergegeben. Es sei bemerkt, daß der Anteil der gesunden Bäume in der mittleren Spalte eine etwas vereinfachte Schadenskennziffer

darstellt. Eine Reihe weiterer quantitativer Schadensmerkmale wurden vom Institut für Pflanzenchemie ermittelt. Weil bei der Rechnung auch die SO$_2$-freien Zeiten in die Mittelbildung einbezogen sind, liegen diejenigen SO$_2$-Werte, die bereits Schäden auslösen, unter den Reizschwellenkonzentrationen, die bei dauernder Begasung zu Schäden führen und für empfindliche Pflanzen etwa 0,25 mg m^{-3} betragen. Auf eine ausführliche Diskussion soll hier verzichtet werden, weil die Zusammenhänge zwischen langdauernden schwachen SO$_2$-Immissionen und Schäden an Nadelbäumen noch zu wenig bekannt sind. Es soll nur hervorgehoben werden, daß die Unsicherheit der SO$_2$-Schwefelwerte um so größer ist, je geringer die Schädigung ist.

Eine genaue Übereinstimmung der SO$_2$-Kartierung mit der Schadenskartierung kann nicht erwartet werden. Erstens sind neben den SO$_2$ noch andere Giftgase sowie Staub an der Schadenswirkung beteiligt. Zweitens enthält die Rechnung viele Vereinfachungen. Lokalklimatische Besonderheiten werden nicht erfaßt. Nicht berücksichtigt wird die Vorgeschichte der Emissionsquellen, die sehr verschieden stark und lange eingewirkt haben können. Das Schadbild ist aber als Summenwirkung über einen Zeitraum von vielen Jahren bzw. sogar Jahrzehnten aufzufassen. Auch wurden die chemischen Umsetzungen, die am SO$_2$ mit der Zeit eintreten, nicht in die Rechnung einbezogen. Drittens existieren biologische Einflüsse auf das Schadbild, so daß eine echte Streuung der SO$_2$-Grenzwerte vor allem bei geringen Schädigungsgraden bestehen bleibt. Als Beispiel sei der — wasserhaushaltsmäßig bedingte — unterschiedliche Grad des Spaltöffnungszustandes der Pflanzen genannt. Nach *Hackl* 1961 ergibt sich bei der Berücksichtigung dieses Umstandes ein Anzeigen des Anteils der N- und NE-Winde für die anderen Windrichtungen ein Absinken. Weiterhin stehen andere klimatisch bedingte Waldschäden (neben Dürre besonders Frostschäden) im Zusammenhang mit Rauchschäden. Große zusammenhängende Waldkomplexe sind besser gegen Rauchschäden geschützt als isolierte kleinere Bestände und Bestandsränder. Im Einzelfall kann die jeweilige Ursache nicht angegeben werden. So entspricht z. B. im Raum Eilenburg das gleiche Schadbild niedrigeren SO$_2$-Werten als im Nordwestteil der Dübener Heide. Insgesamt kann die Übereinstimmung jedoch als durchaus befriedigend angesehen werden.

Für die freundliche Bereitstellung der Emissionsunterlagen und wertvollen Hinweise danke ich dem Institut für Pflanzenchemie der Fakultät für Forstwirtschaft Tharandt, insbesondere Herrn Dipl.-Forsting. *Lux*.

Nachtrag bei der Korrektur:

Während der Drucklegung wurde eine verbesserte Formel zur Bestimmung der effektiven Schornsteinhöhe von *Stumke* 1963 (siehe [23]) bekannt. *Hauser* 1964 (Staub 24,265) entwarf ein entsprechendes Nomogramm. Die *Stumke*sche Formel liefert etwas ausgeglichenere Werte als die *Holland*sche, d. h., kleine Überhöhungen bei *Holland* werden vergrößert, große Überhöhungen bei *Holland* werden verkleinert. Für die Emissionszeiten der Dübener Heide ergeben sich nach der *Stumke*schen Formel teilweise etwas niedrigere, teilweise etwas höhere effektive Schornsteinhöhen. Die daraus folgenden Änderungen des Immissionsjahresbildes können o. w. nicht sicher abgeschätzt werden, dürften jedoch im allgemeinen unter 0,005 bis 0,010 mg m^{-3} liegen. — Die forstliche Schadenskartierung wird demnächst von *Lux* veröffentlicht werden (Wiss. Z. TU Dresden).

Literatur:

Hackl, O., Zur Auswertung von Windrichtungsregistrierungen bei Rauchschadenuntersuchungen. Wetter und Leben *12* (1960), 1–5.

Holland, J. Z., A meteorological survey of the Oak Ridge area. AEC-Rep. Oo-99, Atomic Energy Commission, Washington (zitiert nach Strom 1962 und Stumke 1964) (1953).

Lawrence, E. N., Atmospheric pollution (sulfur dioxide) in hilly terrain. Air Water Poll. *6* (1962), 5–26.

Munte, P. J., and *F. Pasquill*, A study of the average distribution of pollution around Stanthorpe. Int. J. Air Poll. *1* (1958), 60–70.

Pasquill, F., Atmospheric Diffusion. London, Princeton, New York, Nostrand Company LTD (1962), 297 S.

Pleiss, H., Die Woolverkokerei in Sachsen. Abh. Met. Dienst DDR Nr. 6 (1954).

Poole, F., A prediction model of mean urban pollution for use with standard wind roses. Int. J. Air Water Poll. *4* (1961), 199–214.

Strom, H. G., Atmospheric Dispersion of stack effluents. In: Stern, A. (Hrsg.) Air Poll. Vol. I. New York und London: Academic Press (1962), 656 S.

Stumke, H., Zur Berechnung der Aufstiegshöhe von Rauchfahnen. VDI-Forschungsheft *487* (1964), 38–49.

Trippenbach, E., Ein Beitrag zu den Windverhältnissen in den ersten 100 m der Atmosphäre. Ber. Dtsch. Wetterd. *VIII* (1956), Nr. 57.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Gottlieb Flemming, Institut für Forstliche Meteorologie und Klimakunde der Fakultät für Forstwirtschaft Tharandt der TU Dresden, Tharandt, Dippoldiswalder Str. 9